

Impact des feux de brousse sur les maquis ligno-herbacés des roches ultramafiques de Nouvelle-Calédonie

Tanguy JAFFRÉ, Frédéric RIGAUT & Gilles DAGOSTINI

Laboratoire de Botanique et d'Écologie Végétale,
Centre ORSTOM, BP A5, 98848 Nouméa, Nouvelle-Calédonie.
jaffre@noumea.orstom.nc

RÉSUMÉ

L'effet des feux de brousse sur deux catégories de maquis ligno-herbacés, se développant sur sols issus de roches ultramafiques, a été suivi sur une période de plus de 10 ans, par la méthode des points quadrats. Au terme des observations, on assiste à la reconstitution presque complète du cortège floristique initial. La majorité des espèces arbustives se régénèrent par rejets. Toutefois cinq espèces ne se réinstallent que très progressivement, par germinations de semences. Le changement le plus important est d'ordre structural et intervient au niveau de la strate herbacée. Les Cyperaceae cespitueuses, entièrement détruites par l'incendie, ne se réinstallent que très lentement à partir de semences. L'espace laissé libre est largement occupé par une espèce jonciforme rhizomatuse (*Lepidosperma perteres*) qui, contrairement aux Cyperaceae précédentes, s'oppose à la progression du feu. La reconstitution du tapis végétal après incendie s'apparente donc à une « autosuccession » qui permet au maquis, si aucun facteur n'intervient pour provoquer un nouvel incendie, de retrouver à terme ses caractéristiques initiales. Toutefois, l'interruption du processus de reconstitution par un incendie précoce, entraîne une prolifération de *Pteridium esculentum*. Cette espèce, très inflammable, favorise la propagation du feu dont les effets répétés se traduisent par l'installation d'une fougeraie permanente.

MOTS CLÉS

incendies,
maquis,
roches ultramafiques,
flore endémique,
Cyperaceae,
autosuccession,
Nouvelle-Calédonie.

ABSTRACT

The effect of fire on two types of woody-herbaceous maquis on soils derived from ultramafic rocks was examined for over ten years using the line transect method. During the course of the study, the initial floristic composition was almost completely restored. Most of the woody species resprout, whereas five fire sensitive species reestablish slowly on burnt areas from seed. The most important change was structural, taking place in the herbaceous layer. Tussock Cyperaceae, entirely eliminated by the fire, regrew very slowly from seed. Open areas were largely occupied by a single rhizomatous species (*Lepidosperma perteres*) which, unlike the Cyperaceae present before burning, is resistant to the spread of fire. The formation of a new plant cover after burning thus represents "auto-succession", enabling the maquis to return to its initial characteristics provided that no additional fires occur. This process of vegetation recovery can however be interrupted by premature burning, which brings about a proliferation of *Pteridium esculentum*, a highly flammable species that facilitates the spread of fire. Repeated burning can thus result in the establishment of a permanent fern cover.

KEY WORDS

fire,
maquis,
ultramafic rock,
endemic flora,
Cyperaceae,
auto-succession,
New Caledonia.

INTRODUCTION

Les feux de brousse constituent dans l'ensemble du monde tropical et méditerranéen, comme en témoignent de nombreux ouvrages (GILL et al. 1981 ; BOOYSEN & TANTON 1984 ; GOLDAMMER 1990 ; VAN WILGEN et al. 1992 ; WHELAN 1995), l'un des facteurs principaux de dégradation et de transformation du milieu naturel. Ceci est également le cas, en Nouvelle-Calédonie, où, comme souligné par VIROT (1956) les feux de brousse ont eu un rôle important dans la configuration et la distribution actuelles des formations végétales.

On peut à ce jour estimer que la totalité des savanes, des fourrés et des maquis sur roches acides, soit un total de 6500 km², en sont le résultat. Ces formations, dont la flore est composée majoritairement d'espèces introduites, ont été classées par MORAT et al. (1981) en « formations transformées ». Elles s'opposent aux « formations autochtones » dont la flore est très largement constituée d'espèces endémiques de la Nouvelle-Calédonie. Ceci n'exclut pas que certaines formations autochtones de type édaphique comme les « maquis miniers » résultent pour la plupart de la

destruction du couvert forestier initial (JAFFRÉ 1980 ; MORAT et al. 1986). — Fig. 1.

Bien que l'on ait tendance à considérer que les feux ont débuté avec l'arrivée de l'homme, estimée à environ 4000 BP pour la Nouvelle-Calédonie, des études récentes (HOPE, sous presse), basées sur l'examen de pollens fossiles recueillis dans des sédiments anciens de la Plaine des Lacs, remettent en cause ce point de vue. Les résultats montrent l'alternance depuis 30.000 ans de phases forestières et de phases pionnières « post incendie » marquées localement par la dominance d'espèces pionnières du genre *Gymnostoma* (Casuarinaceae). L'adaptation au feu des espèces néo-calédoniennes pourrait donc être beaucoup plus ancienne que ce que l'on a coutume de considérer.

La gravité des atteintes provoquées par des feux de brousse au couvert végétal actuel, est largement fonction des caractéristiques des groupements végétaux touchés (JAFFRÉ et al. 1997). Aussi une meilleure connaissance des effets immédiats et à plus long terme, des incendies sur les différentes catégories de végétation, est-elle nécessaire pour définir les modalités de gestion, adaptées à chaque cas.

Si la foudre peut être à l'origine de quelques foyers, il est certain que les incendies se sont intensifiés depuis l'arrivée des premiers hommes en Nouvelle-Calédonie (estimée à 4000 BP) et sont largement liés aux pratiques culturelles. Les feux sont utilisés comme auxiliaires nécessaires au défrichement des terres destinées à l'agriculture et, depuis l'arrivée des Européens, à l'élevage. Ils se sont accrus aux cours des dernières décennies avec le développement économique du Territoire et l'ouverture de nouvelles voies d'accès. Dans les secteurs sans valeur agricole, les feux sont associés à des pratiques de chasse et à des prospections minières et aussi, bien souvent, à la propagation accidentelle non contrôlée des feux allumés initialement pour défricher des zones à vocation agro-pastorale. Toutefois beaucoup d'incendies, qui n'ont pas de causes identifiées, sont dus à des négligences et à des actes de malveillance.

CADRE ET MÉTHODES D'ÉTUDE

Cette étude concerne l'effet des incendies sur une catégorie de « maquis minier », le « maquis ligno herbacé » et a pour but, d'une part d'évaluer la nature, l'importance et la durée des modifications du couvert végétal, d'autre part d'analyser le processus de sa reconstitution.

Le terme de « maquis minier » dans son acception locale « regroupe toutes les formations sur roches ultramafiques (péridotites et serpentinites) n'appartenant pas à la forêt dense humide ou aux forêts rivulaires. Il regroupe des formations sclérophylles sempervirentes héliophiles, arbustives plus ou moins buissonnantes ou ligno-herbacées à strate cypéracéenne dense » (MORAT et al. 1986). Ces dernières, qui sont les seules concernées par la présente étude, occupent des zones anciennement boisées. Leur flore est constituée, comme celle de l'ensemble des maquis miniers,

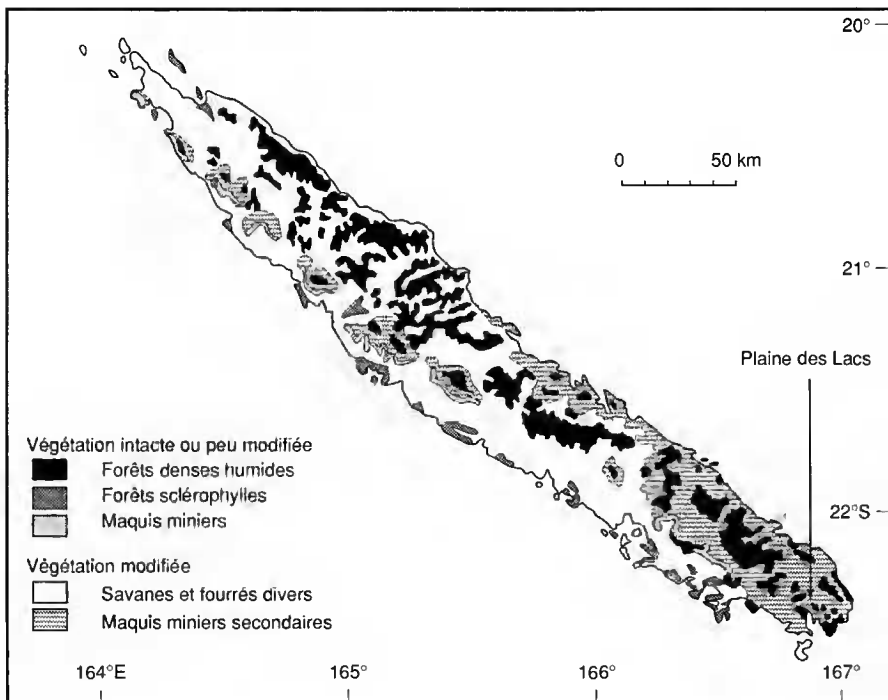


Fig. 1. — Répartition des principales formations végétales de la Grande-Terre (Nouvelle-Calédonie), et localisation du secteur de la Plaine des Lacs.

par un fort pourcentage (entre 85 et 90%) d'espèces endémiques du Territoire (JAFFRÉ et al. 1994).

Les maquis ligno-herbacés sur roches ultramafiques se distinguent des autres catégories de maquis par une strate herbacée très développée (recouvrement > 75%). Celle-ci est formée en majorité de *Cyperaceae* cespiteuses appartenant aux genres *Costularia* et *Schoenus*, très inflammables en période sèche et d'une espèce jonciforme plus discrète, *Lepidosperma perteres*. Le taux de recouvrement de la strate herbacée est supérieur à celui de la strate arbustive qui peut être buissonnante et discontinue d'une hauteur comprise entre 20 cm et 1,3 m.

Ce type de maquis se trouve sur sols oxydiques (ferrallitiques ferritiques) remaniés par érosion et colluvionnement sur les versants ou en situation de piémont à des altitudes variées, du niveau de la mer à 1600 m d'altitude. Il ne se trouve pas sur les sols oxydiques cuirassés ou gravillonnaires peu propices au développement des *Cyperaceae*. L'effet des incendies sur les maquis occupant ces derniers substrats a été étudié séparément (MAC COY et al., sous presse ; RIGG et al., sous presse).

L'étude a débuté en octobre 1984, trois semaines après le passage du feu. Elle porte sur un maquis de piémont et un maquis de haut versant de la Plaine des Lacs (Fig. 1) situés entre 230 et 260 m d'altitude, à l'extrême sud de la Grande-Terre. La pluviométrie annuelle moyenne de la zone s'établit entre 2500 et 3000 mm. Les mois les plus secs, avec des précipitations inférieures à 100 mm, se situent de manière assez irrégulière de septembre à novembre. La température annuelle moyenne est de l'ordre de 21°, le mois le plus chaud étant février (25°) et le mois le plus frais, août (18°).

En se référant aux travaux antérieurs réalisés dans le Grand Massif du Sud (JAFFRÉ 1980) il est possible de rattacher le maquis de haut versant à l'association à *Costularia pubescens* et *Styphelia albicans*, le maquis de piémont à l'association à *Cordia discolor* et *Eugenia stricta*. Dans les deux cas, il s'agit d'une végétation peu dynamique constituée d'espèces adaptées à des conditions de nutrition minérale extrêmes en raison de la pauvreté du sol en P, K et Ca et à des teneurs anormalement élevées en nickel, chrome et manganèse (Tableau 1).

TABEAU 1. — Composition chimique moyenne de l'horizon supérieur (2-10 cm) des sols de hauts versants et des sols de piémonts.

Analyses	Stations	
	Haut versant	Piémont
pH	6,2 ± 1,4	5,4 ± 0,5
Bases échangeables (me / 100 g)		
Ca ⁺⁺	0,85 ± 0,53	0,37 ± 0,34
Mg ⁺⁺	1,54 ± 1,02	0,46 ± 0,38
K ⁺	0,05 ± 0,02	0,05 ± 0,03
Na ⁺	0,07 ± 0,02	0,05 ± 0,03
Éléments totaux		
P ppm	227 ± 175	241 ± 143
Ca %	0,01 ± 0,01	0,01 ± 0,00
Mg %	0,65 ± 0,38	0,33 ± 0,28
K %	0,02 ± 0,02	0,02 ± 0,02
Na %	0,04 ± 0,04	0,04 ± 0,06
Mn %	0,45 ± 0,17	0,63 ± 0,37
Ni %	0,96 ± 0,21	0,68 ± 0,22
Cr %	2,5 ± 1,5	2,4 ± 1,1
Fe %	41,7 ± 8,0	46,1 ± 3,8

En raison de l'importance des Cyperaceae cespitueuses et stolonifères pour lesquelles la notion d'individu est souvent ambiguë, l'évolution du tapis végétal a été suivie par la méthode linéaire des points quadrats (CANFIELD 1941) dont la technique a été reprise et décrite pour une étude similaire par FORGEARD & TOUFFET (1979).

Chaque ligne élémentaire a été matérialisée sur le terrain par 2 piquets entre lesquels est tendue une cordelette à laquelle est superposé un ruban métallique gradué. Les lectures ont été effectuées tous les 10 cm à différentes périodes, de la date de l'incendie à 1997 pour la zone de haut versant et seulement jusqu'en 1995 pour la zone de piémont, qui en 1996 a été défrichée pour une opération de reboisement.

Le principe de la méthode consiste à noter les espèces touchant une tige métallique de faible diamètre plantée perpendiculairement au sol. Les données recueillies permettent de calculer à un temps donné :

- le recouvrement végétal, qui correspond au pourcentage de points où une ou plusieurs espèces sont en contact avec la tige de mesure ;
- la fréquence relative des diverses espèces, représentée par le pourcentage de points de lecture où l'espèce est notée ;
- la contribution spécifique des diverses espèces, qui est le rapport de la fréquence relative d'une espèce à la somme des fréquences relatives de toutes les espèces.

En outre, toutes les espèces ont été inventoriées sur 2500 m² de la zone brûlée et des plants des différentes espèces ont été déterrés afin de déterminer leurs modes de régénération et de multiplication.

Dans chacune des deux zones, les lignes permanentes ont été établies au sein de surfaces homogènes représentatives de l'ensemble ; elles totalisent 170 m (6 lignes de 25 m et une ligne de 20 m) en position de haut versant et 150 m (6 lignes de 25 m) en zone de piémont.

RÉSULTATS

Évolution de la composition et de la richesse floristique

La comparaison de la composition floristique

initiale et de celle observée au terme de 13 ans pour le haut versant et de 11 ans pour le piémont montre une grande stabilité. En effet, 44 espèces sur les 46 initiales se retrouvent dans la parcelle de haut versant et 40 sur 41 dans celle de piémont (Tableau 2).

On note seulement la disparition de *Myodocarpus lanceolatus* (Araliaceae) dans les deux stations et celle de *Styphelia albicans* (Epacridaceae) dans le maquis de haut versant. L'absence de *Myodocarpus lanceolatus* s'explique par son caractère pré-forestier, commun à plusieurs espèces de la famille des Araliaceae de la flore de Nouvelle-Calédonie. L'absence de *Styphelia albicans* tient à la lenteur de la plupart des espèces du maquis minier à se réinstaller à partir de semences. Ainsi *Styphelia cymbulae* et *Dracophyllum ramosum*, deux autres espèces de la famille des Epacridaceae qui ne rejettent pas de souche, n'ont été observées respectivement sur les lignes de lecture que 5 et 7 années après l'incendie.

Les espèces supplémentaires ne sont qu'au nombre de deux, *Baumea deplanchei* (Cyperaceae) (espèce pionnière des surfaces nues, endémique des sols issus de roches ultramafiques), commune aux deux stations, et *Pinus caribaea* (espèce introduite, plantée dans le secteur en 1965) dont trois individus se sont installés dans la parcelle de piémont, où il montre toutefois un développement limité. L'observation de maquis miniers n'ayant pas brûlé depuis plusieurs dizaines d'années permet de constater que *Baumea deplanchei* ne persiste pas lorsque la strate herbacée, à base de Cyperaceae cespitueuses, est redevenue dense. Par contre *Pinus caribaea* demeure et devient parfois envahissant, notamment dans les zones de piémont à proximité des plantations.

Évolution du taux de recouvrement végétal

L'évolution du taux de recouvrement de la végétation, dans chacune des stations étudiées, est représentée sur la Figure 2.

On observe dans les deux cas une reprise rapide de la végétation qui, d'une manière générale, débute dès la première pluie après l'incendie. Bien que le haut versant soit l'objet d'une érosion consécutive au feu, son recouvrement végétal

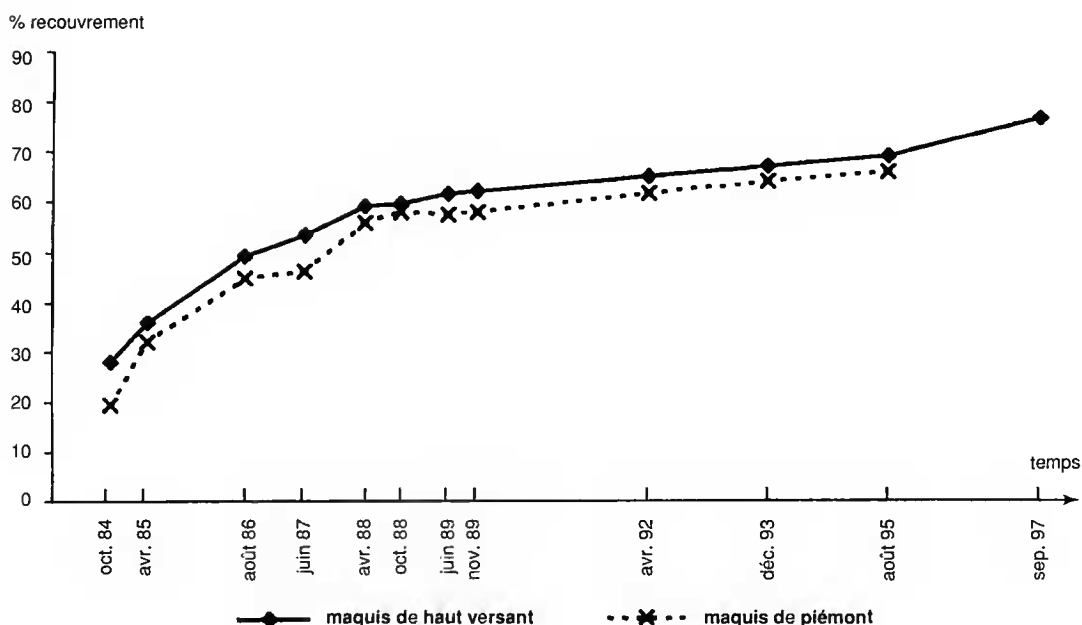


Fig. 2. — Évolution du taux de recouvrement de la végétation des deux stations étudiées.

demeure supérieur à celui du piémont. Les taux de recouvrement croissent rapidement au cours des deux premières années et marquent un fléchissement à partir de la quatrième année. Sur haut versant, les zones dénudées correspondent à des blocs rocheux et à de petites ravines d'érosion qui se creusent à chaque forte pluie. Sur piémont ce sont des plages de gravillons, inondées en période de pluies abondantes et arides en période sèche. Les taux de recouvrement mesurés au terme des observations (environ 75% sur haut versant et 60% sur piémont) sont assez proches de ceux généralement observés pour les maquis ligno-herbacés voisins, épargnés par le feu depuis plusieurs décennies. Toutefois la végétation demeure dans les deux zones étudiées, moins haute et moins dense en raison d'une faible superposition des frondaisons des différentes espèces.

Évolution des composantes de la végétation

En fonction de leur morphologie et de leur dynamique, on peut distinguer 5 composantes de la végétation :

— *Pteridium esculentum*, fougère rhizomateuse, très discrète et souvent absente des maquis épargnés par le feu depuis plusieurs décennies, qui émet de nombreuses frondes après l'incendie ;

— *Lepidosperma perterres*, Cyperaceae, espèce jonciforme rhizomateuse, très clairsemée dans la végétation initiale, qui émet d'abondantes tiges après incendie ;

— L'ensemble des Cyperaceae cespitueuses, qui constituaient la plus grande partie du couvert herbacé (recouvrement de l'ordre de 75%) et de la biomasse facilement combustible avant l'incendie.

— L'ensemble des espèces arbustives, dont le recouvrement était compris entre 30 et 50% avant l'incendie ;

— L'ensemble des espèces n'appartenant pas aux catégories précédentes : *Dianella stipitata* (Liliaceae), *Eriaxis rigida* et *Megastylis gigas* (Orchidaceae), *Schizaea dichotoma* et *S. laevigata* (Schizaeaceae), dont la somme des importances relatives n'excède à aucun moment 2,75% et dont les variations sont, compte tenu des marges d'erreur, trop faibles pour être interprétées.

% fréquence relative

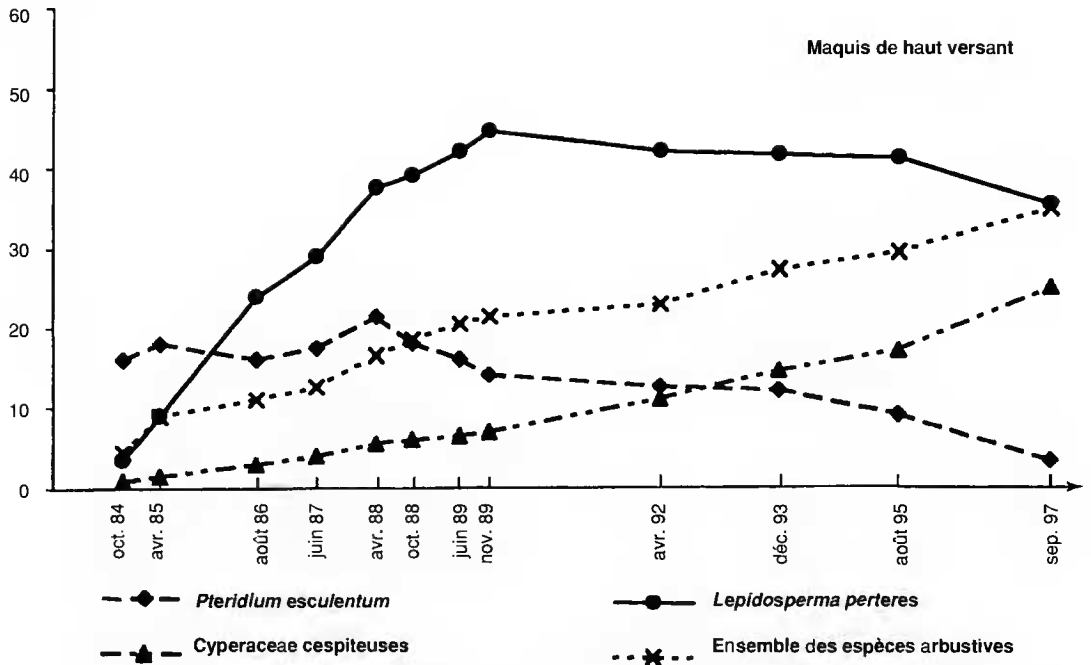


Fig. 3. — Évolution de la fréquence relative des quatre principales composantes de la végétation sur haut versant.

% fréquence relative

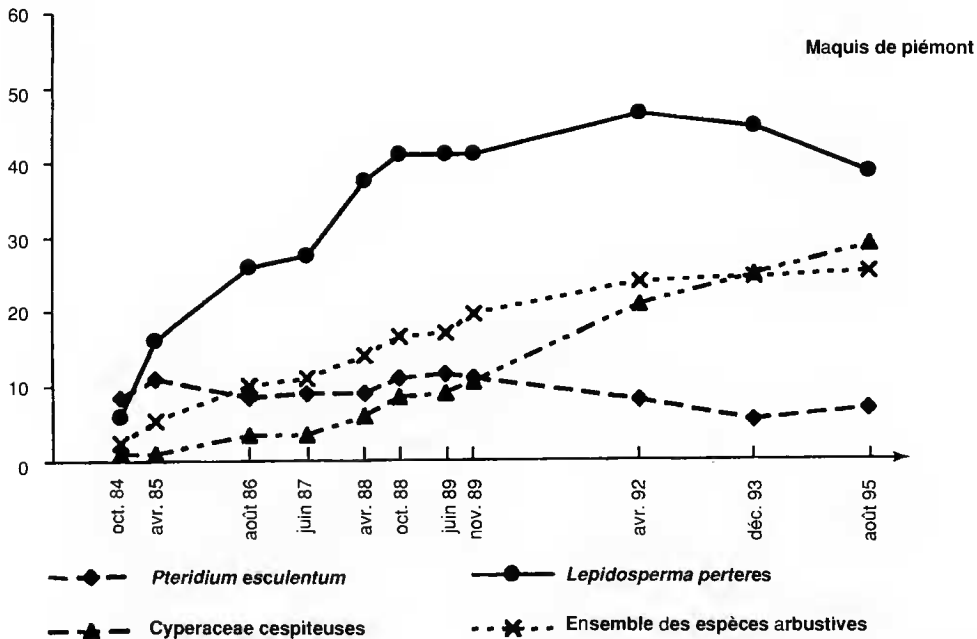


Fig. 4. — Évolution de la fréquence relative des quatre principales composantes de la végétation sur piémont.

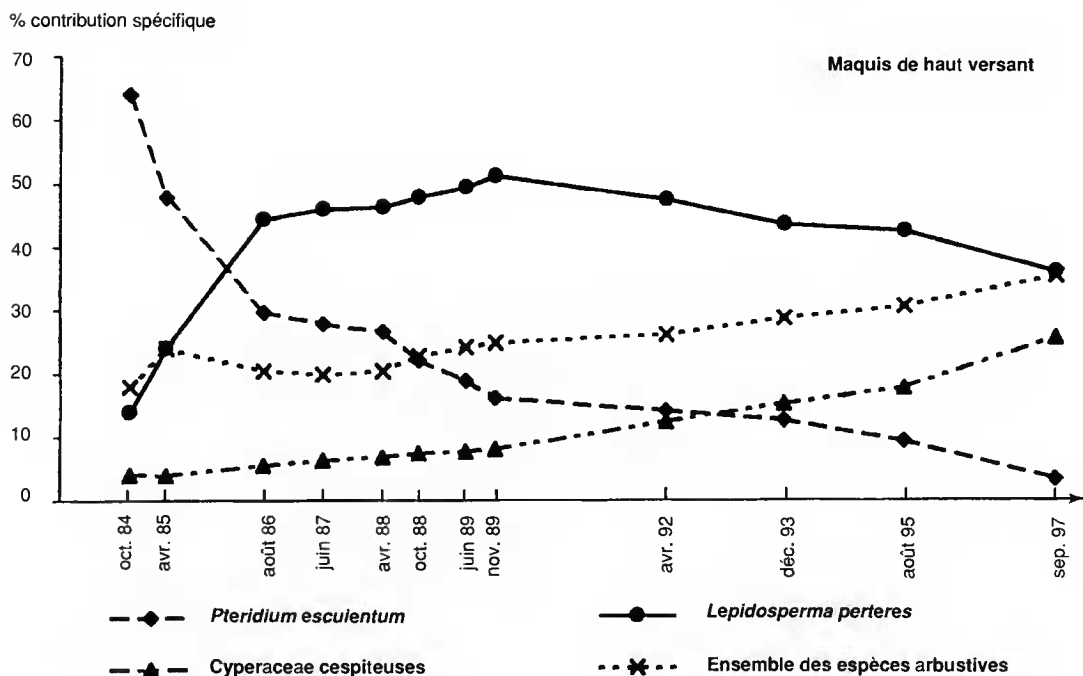


Fig. 5. — Évolution de la contribution spécifique des quatre principales composantes de la végétation sur haut versant.

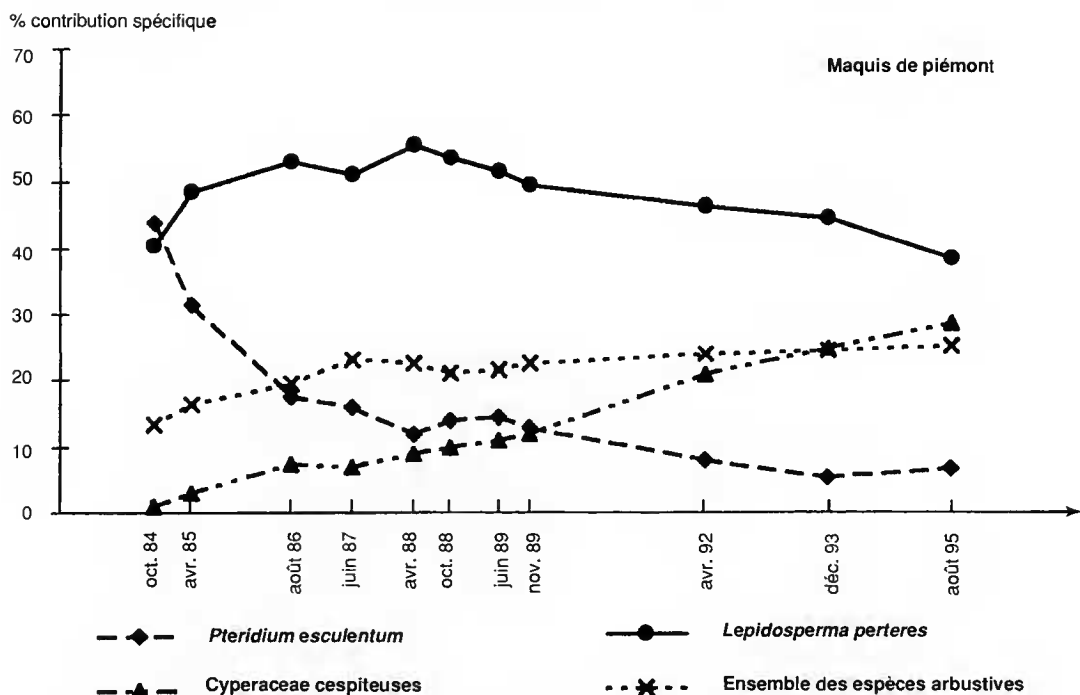


Fig. 6. — Évolution de la contribution spécifique des quatre principales composantes de la végétation sur piémont.

L'évolution de la fréquence relative des quatre principales composantes de la végétation est représentée sur la Figure 3 pour la station de haut versant et sur la Figure 4 pour celle de piémont. L'évolution de la contribution spécifique est pour sa part représentée sur la Figure 5 pour le maquis de haut versant et sur la Figure 6 pour celui de piémont.

— Évolution de *Pteridium esculentum*.

Dans chacune des stations, l'installation de cette espèce est immédiate, puisqu'elle émet de nouvelles frondes très rapidement après l'incendie. Ses fréquences relatives, de 15% sur haut versant et d'environ 10% sur piémont, données dès la première lecture, demeurent relativement stables au cours des 4 à 5 premières années d'observation. Elle décroît ensuite sensiblement pour atteindre finalement des valeurs de 3% sur haut versant après 13 ans et de 5% sur piémont au bout de 11 ans.

Pteridium esculentum présente la contribution spécifique la plus importante 3 semaines après l'incendie. Elle s'établit à 44% sur piémont et 65% sur haut versant. Mais elle décroît ensuite rapidement, surtout les deuxième et troisième années et atteint finalement dans les deux cas, une valeur en dessous de 10% au bout d'une dizaine d'années, soit la valeur la plus basse des 4 composantes principales du couvert végétal.

— Évolution de *Lepidosperma perteres*.

La fréquence relative de cette espèce junciforme, qui émet d'abondantes tiges dès les premières semaines suivant l'incendie, ne cesse de croître pendant les 5 à 8 premières années pour atteindre respectivement 45% et 50% sur piémont et sur haut versant. Au cours des années suivantes on note un fléchissement de la courbe qui atteint finalement dans les deux cas une valeur voisine de 40%.

Lepidosperma perteres possède, dès les premiers mois sur piémont et au bout de moins de 2 ans sur haut versant, une contribution spécifique supérieure à celle des autres composantes de la végétation. Sur haut versant la valeur de la contribution spécifique reste relativement stable entre 2 et 5 ans puis décroît progressivement, à partir de la cinquième année. Sur piémont cette décroissance est sensible dès la quatrième année. Dans chacun des cas elle atteint, au terme des

observations, des valeurs voisines de 40%. À ce stade, la contribution spécifique de *Lepidosperma perteres* est égale ou supérieure à celle des autres composantes de la végétation mais se trouve dans une phase décroissante alors que la contribution spécifique des autres composantes est dans une phase croissante.

La prépondérance de *Lepidosperma perteres*, qui occupe l'espace laissé libre par la destruction des Cyperaceae cespitueuses, donne aux deux maquis étudiés une physionomie particulière (« maquis junciforme ») qui, sur le terrain, permet aisément d'identifier les zones ayant brûlé il y a 5 à 10 ans.

— Évolution de l'ensemble des espèces arbustives.

La fréquence relative des espèces arbustives, dont le plus grand nombre rejette de souche après l'incendie, plus ou moins rapidement selon les conditions hydriques liées à la pluviométrie, croît assez régulièrement au cours des périodes d'observation. Elle atteint 23% en zone de piémont et 35% sur haut versant au bout, respectivement, de 11 et 13 ans.

La contribution spécifique des espèces arbustives croît lentement dans les deux stations. Elle atteint 24% en zone de piémont et 28% en position de haut versant après 11 années et 35% sur haut versant après 13 ans. Dans ce dernier cas, la contribution spécifique des espèces arbustives, en phase croissante, est égale à celle de *Lepidosperma perteres*.

— Évolution de l'ensemble des Cyperaceae cespitueuses.

La strate de Cyperaceae cespitueuses (*Costularia*, *Schoenus*), la plus vulnérable au feu, ne subsiste après l'incendie qu'à l'état de touffes isolées localement épargnées par les flammes. Sa réinstallation s'effectue très lentement par semences au cours des 4 à 6 premières années suivant l'incendie et s'amplifie ensuite, de manière plus nette sur piémont que sur haut versant. Au terme des observations sa fréquence relative, en phase croissante, atteint 30% sur piémont et 25% sur haut versant.

La contribution spécifique des Cyperaceae cespitueuses demeure inférieure à celle des 3 autres principales composantes de la végétation jusqu'à la cinquième année sur piémont et jusqu'à la huitième année sur haut versant, atteignant dans

chaque cas une valeur de l'ordre de 10%. Ensuite, elle s'accroît plus rapidement sur piémont que sur haut versant. Elle atteint dans le premier cas une valeur de 28% au bout de 11 ans et se situe en deuxième position juste en dessous de *Lepidosperma perteres*. Dans le second cas elle atteint 18% la onzième année et 25% au bout de 13 ans. À ce stade elle se trouve en troisième position, en dessous de *Lepidosperma perteres* et de l'ensemble des espèces arbustives.

Réaction des espèces à l'action du feu

Les modes de réinstallation des différentes espèces observées dans les deux stations sont donnés dans le Tableau 2.

Peu d'espèces meurent massivement après l'incendie. C'est toutefois le cas, comme il a été noté plus haut, des Cyperaceae cespitueuses, notamment de *Costularia nervosa* et à un degré moindre de *Costularia comosa*, *C. stagnalis*, *C. arundinacea*, *Schoenus neocaledonicus* et *Sch. juvenis*. C'est aussi le cas de quelques espèces arbustives : *Dracophyllum ramosum*, *Styphelia cymbulae* et *S. albicans* (Epacridaceae), *Myodocarpus lanceolatus* (Araliaceae) et *Alphitonia neocaledonica* (Rhamnaceae). Ces différentes espèces ne se réinstallent ensuite qu'à partir de graines. Dans le cas des Cyperaceae comme dans celui d'*Alphitonia neocaledonica*, la régénération s'effectue à partir de semences contenues dans le sol

TABLEAU 2. — Composition floristique et modes de réinstallation des espèces des deux parcelles étudiées.

Espèces	Piémont	Haut versant	Mode de réinstallation
Agavaceae			
<i>Cordyline neocaledonica</i> Linden		X	R
Apocynaceae			
<i>Melodinus balansae</i> Baill.	X		R
<i>Parsonia populifolia</i> Baill.		X	R
Araliaceae			
♦ <i>Myodocarpus lanceolatus</i> Dubard & R. Vig.	X	X	S
Asclepiadaceae			
<i>Marsdenia microstoma</i> Schltr.		X	R
Celastraceae			
<i>Peripterygia marginata</i> (Baill.) Loes.	X	X	R
Cunoniaceae			
<i>Codia discolor</i> (Brongn. & Gris) Guillaumin	X		R
<i>Codia nitida</i> Schltr.	X	X	R
<i>Pancheria alaternoides</i> Brongn.	X	X	R
<i>Pancheria hirsuta</i> Vieill. ex Pamp.	X		R
<i>Pancheria vieillardii</i> Brongn.	X		R
Cyperaceae			
• <i>Baumea deplanchei</i> Boeck.	X	X	S
<i>Costularia arundinacea</i> (Sol. ex Vahl) Kük.		X	S
<i>Costularia comosa</i> (C.B. Clarke) Kük.	X		S
<i>Costularia nervosa</i> J. Raynal	X	X	S
<i>Costularia pubescens</i> J. Raynal		X	S
<i>Costularia stagnalis</i> (Däniker) Kük.	X		S
<i>Lepidosperma perteres</i> C.B. Clarke	X	X	R
<i>Schoenus juvenis</i> C.B. Clarke		X	S
<i>Schoenus neocaledonicus</i> C.B. Clarke	X	X	S
Dennstaedtiaceae			
<i>Pteridium esculentum</i> (Forster f.) Cockayne	X	X	R
Dilleniaceae			
<i>Hibbertia pancheri</i> (Brongn. & Gris) Briq.		X	R
<i>Hibbertia pulchella</i> (Brongn. & Gris) Schltr.	X	X	R
<i>Hibbertia trachyphylla</i> Schltr.		X	R
Epacridaceae			
♦ <i>Styphelia albicans</i> (Brongn. & Gris) Sleumer		X	S

<i>Styphelia cymbulae</i> (Labill.) Sprengel	X	X	S
<i>Dracophyllum ramosum</i> Pancher ex Brongn. & Gris	X	X	S
Escalloniaceae			
<i>Argophyllum montanum</i> Schltr.		X	R
Euphorbiaceae			
<i>Phyllanthus aeneus</i> Baill.	X	X	R
<i>Phyllanthus chrysanthus</i> Baill.		X	R
Flacourtiaceae			
<i>Casearia silvana</i> Schltr.	X	X	R
Goodeniaceae			
<i>Scaevola beckii</i> Zahlbr.	X	X	R S
Guttiferae			
<i>Garcinia amplexicaulis</i> Vieill.	X	X	R
<i>Montrouziera sphaeroidea</i> Pancher ex Planch. & Triana	X	X	R
Liliaceae			
<i>Dianella stipitata</i> Schlittler	X	X	R
Linaceae			
<i>Hugonia penicillanthemum</i> Baill. ex Pancher & Sebert		X	R
Loganiaceae			
<i>Geniostoma celastrineum</i> Baill.	X	X	R
Moraceae			
<i>Ficus aspera</i> G. Forst.		X	R
Myrtaceae			
<i>Austromyrtus alaternoides</i> (Brongn. & Gris) Burret		X	R
<i>Babingtonia leratii</i> (Schltr.) A.R. Beans	X	X	R
<i>Cloezia artensis</i> (Montr.) P.S. Green	X	X	R
<i>Eugenia stricta</i> Pancher ex Brongn. & Gris	X		R
<i>Tristaniaopsis glauca</i> Brongn. & Gris	X	X	R
<i>Uromyrtus emarginata</i> (Pancher ex Brongn. & Gris) Burret	X	X	R
<i>Xanthostemon aurantiacum</i> (Brongn. & Gris) Schltr.	X		R
Orchidaceae			
<i>Enaxis rigida</i> Reichb. f.	X	X	R
<i>Megastylis gigas</i> (Reichb. f.) Schtr.	X	X	R
Pinaceae			
• <i>Pinus caribaea</i> Morelet	X		S
Proteaceae			
<i>Grevillea exul</i> Lindley subsp. <i>rubiginosa</i> (Brongn. & Gris) Viot		X	R
<i>Grevillea gillivrayi</i> Hook. & Arn.	X		R
<i>Stenocarpus umbelliferus</i> (J.R. Forst.) Druce	X		R
Rhamnaceae			
<i>Alphitonia neocaledonica</i> (Schltr.) Guillaumin	X		S
Rubiaceae			
<i>Normandia neocaledonica</i> Hook. f.		X	R
<i>Psychotria oleoides</i> (Baill.) Schltr.	X		R
Sapindaceae			
<i>Guioa glauca</i> (Labill.) Radlk.	X	X	R
<i>Guioa villosa</i> Radlk.	X	X	R
<i>Storthocalyx pancheri</i> (Baill.) Radlk.		X	R
Schizaeaceae			
<i>Schizaea dichotoma</i> (L.) Smith	X	X	R
<i>Schizaea laevigata</i> Mett.		X	R
Smilacaceae			
<i>Smilax</i> sp. (Veillon 5882)		X	R
Thymeliaceae			
<i>Wikstroemia indica</i> (L.) C. Meyer	X		R
Violaceae			
<i>Agatea deplanchei</i> Brongn. & Gris ex Guillaumin	X		R

- espèce n'appartenant pas à la flore initiale
- ♦ espèce non répertoriée au terme des observations

R rejets
S semences

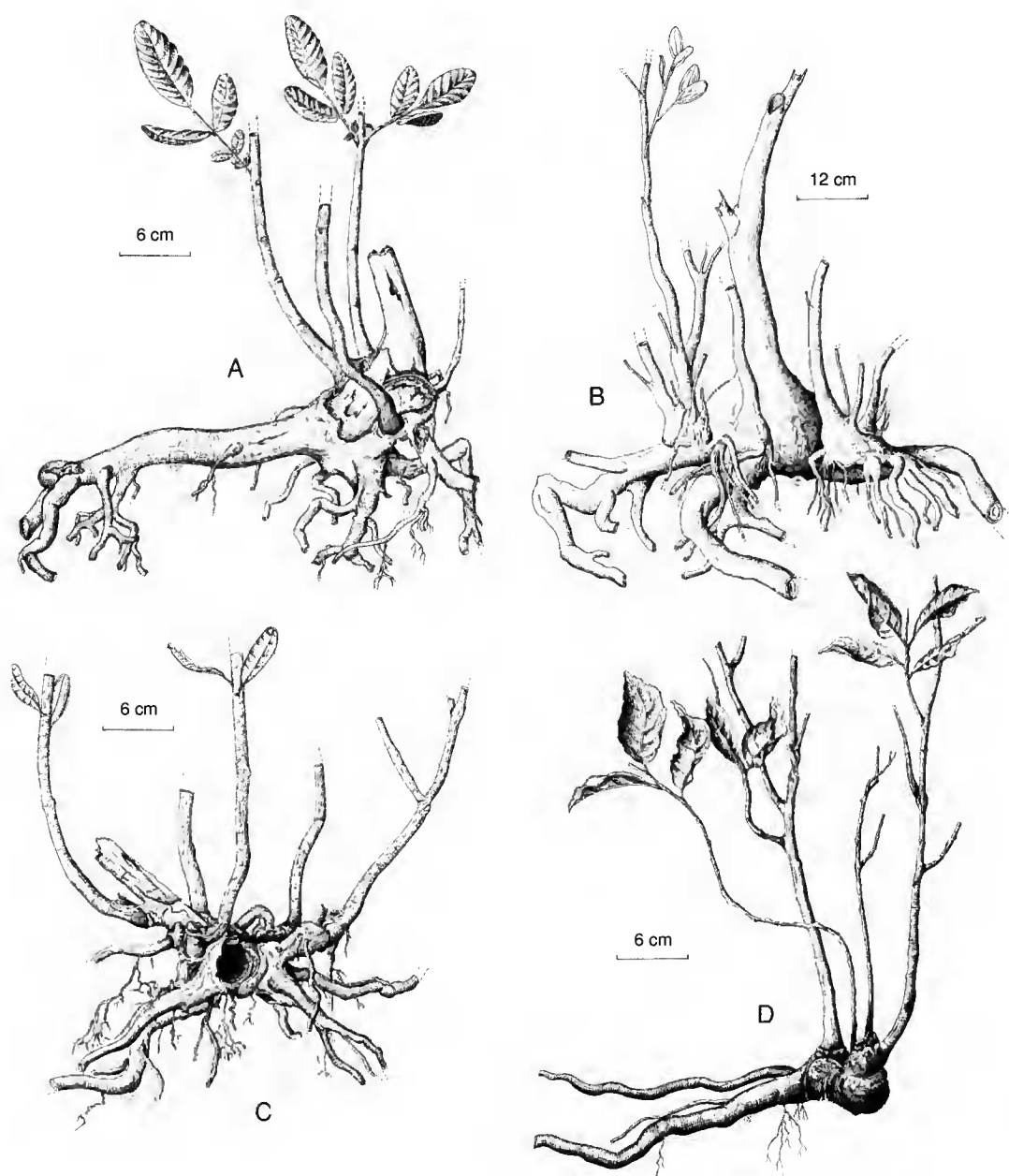


Fig. 7. — Exemples de bourrelets ligneux (lignotuber) chez quelques espèces du maquis ligno-herbacé sur roches ultramafiques : A, *Pancheria hirsuta* ; B, *Stenocarpus umbelliferus* ; C, *Xanthostemon aurantiacum* ; D, *Agatea deplanchei*.

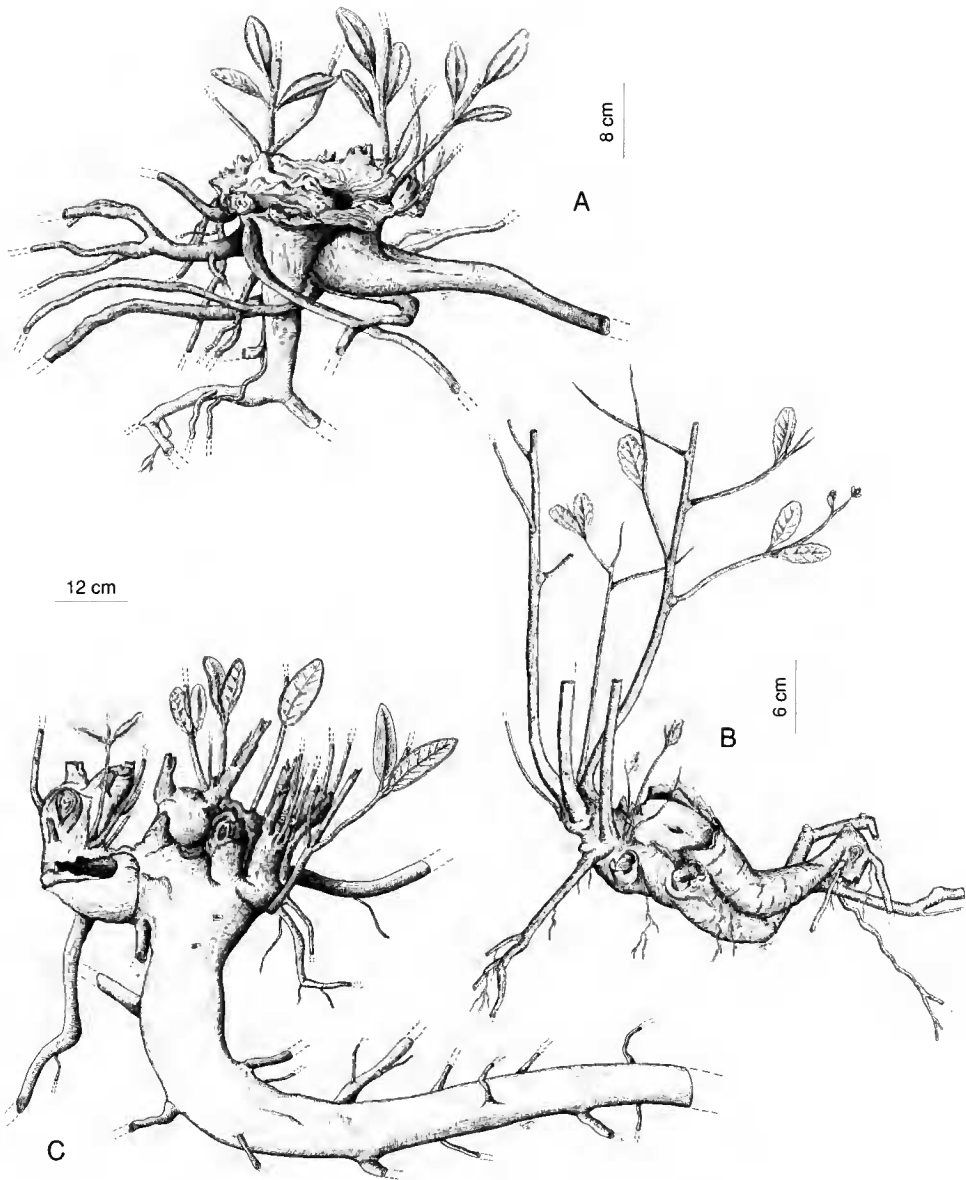


Fig. 8. — Exemples de bourrelets ligneux (lignotuber) chez quelques espèces du maquis ligno-herbacé sur roches ultramafiques : A, *Tristaniopsis glauca* ; B, *Peripterygia marginata* ; C, *Garcinia amplexicaulis*.

qui germent dès les premières pluies après l'incendie. Les autres espèces, comprenant toutes les Epacridaceae, ne se réinstallent que plus tard par apports successifs de semences.

La majorité des espèces des maquis ligno-herbacés résistent au feu, bien que la partie aérienne soit entièrement détruite. C'est le cas parmi les espèces herbacées, des Orchidaceae, *Megastylis gigas* et *Eriuxis rigida*, qui fleurissent abondamment dès les premières pluies suivant l'incendie, ainsi que celui des espèces rhizomateuses, *Pteridium esculentum*, *Schizaea* spp. (fougères), *Lepidosperma perteres* (Cyperaceae), *Dianella stipitata* (Liliaceae). C'est aussi le cas de la majorité des espèces arbustives qui, après l'incendie, développent des rejets à croissance rapide, à partir de bourrelets ligneux (lignotuber) situés au niveau du collet (Fig. 7, 8). Elles appartiennent à des familles variées (Myrtaceae, Cunoniaceae, Dilleniaceae) dont les espèces sont souvent dominantes dans la strate arbustive des maquis miniers.

Ces bourrelets ligneux et robustes peuvent atteindre jusqu'à 1 m de diamètre pour certains *Tristania* spp. (Myrtaceae), témoignant de la longévité de ces espèces et de l'ancienneté des incendies répétés.

Quelques espèces, dont *Guioa villosa* (Sapindaceae) et *Montrouzieria sphaeroidea* (Guttiferae) émettent des rejets de racines après l'incendie. Parmi les espèces ligneuses résistantes au feu, une seule, *Babingtonia leratii* (Myrtaceae) se régénère dès la première année suivant l'incendie, simultanément à partir de rejets et de germinations.

DISCUSSION ET CONCLUSION

Au stade actuel des observations, on constate que l'effet de l'incendie se manifeste de manière sensiblement identique sur les deux catégories de maquis ligno-herbacés. Les seules différences étant le développement plus important de la strate arbustive sur haut versant que sur piémont, l'inverse s'observant pour la strate des Cyperaceae cespiteuses.

Les suivis réalisés sur ces deux stations pendant plus de 10 ans, complétés par plusieurs autres

observations sur les maquis ligno-herbacés du même secteur géographique, permettent de faire un certain nombre de commentaires et de tirer quelques conclusions.

Les modifications de la composition floristique provoquées par l'incendie sont peu importantes et ne semblent pas définitives. En effet, les quelques espèces qui ne sont pas réapparues, demeurent largement représentées dans des maquis voisins n'ayant pas brûlé depuis au moins 30 années. En outre, parmi les espèces supplémentaires, *Baumea deplanchei*, dont la présence demeure discrète dans les deux cas étudiés, et qui est absente des maquis plus anciens, ne s'installe manifestement pas de manière durable. Par contre, *Pinus caribaea* qui s'implante volontiers sur les piémonts, peut s'y maintenir et sans doute, à plus long terme, s'y multiplier. On n'a pas encore pour cette espèce (introduite dans les années soixante) suffisamment de recul pour tirer des conclusions définitives sur le rôle du feu dans sa prolifération.

D'une manière générale, l'effet de l'incendie se traduit principalement par un changement de la structure du maquis, engendré par la modification de l'abondance relative des principales composantes de la flore. Ainsi assiste-t-on au remplacement de la strate cypéracéenne cespiteuse par une strate cypéracéenne jonciforme. Ce changement s'accompagne du développement, variable suivant les sites, de *Pteridium esculentum*, qui toutefois périclité progressivement dans les conditions habituelles, comme cela a été montré dans les deux stations étudiées. L'incendie a aussi pour effet de détruire la totalité de la biomasse ligneuse aérienne et par contrecoup, d'induire l'émission de jeunes pousses chez la plupart des espèces arbustives, sauf chez quelques-unes appartenant notamment aux familles des Epacridaceae et des Araliaceae. Ces dernières se réinstalleront toutefois progressivement à partir de semences. Aussi, malgré une émission rapide de rejets, la strate arbustive mettra plus de 10 années pour se reconstituer.

La strate cypéracéenne cespiteuse, qui constitue un matériel végétal très inflammable en saison sèche, ne se réinstalle que très lentement à partir de semences et laisse place à une strate cypéracéenne jonciforme ininflammable qui met le

maquis à l'abri des feux pendant plusieurs années. Ceci à condition toutefois qu'un développement trop important de *Pteridium esculentum* n'entraîne pas une accumulation de frondes sèches, propice à la propagation des incendies.

La succession secondaire après incendie des maquis ligno-herbacés, qui se limite donc à un phénomène de retour au stade initial, sans passage par des stades successifs intermédiaires, floristiquement différenciés, est très largement déterminée par la composition floristique avant l'incendie. Le phénomène s'apparente donc au modèle de la composition initiale proposé par EGLER (1954).

Ce phénomène, qui se caractérise finalement

par l'absence de changement de la composition floristique est assez général ; il a été décrit dans le Bassin Méditerranéen (TRABAUT 1987 ; CODY & MOONEY 1976), en Australie (RUSSELL & PARSON 1978 ; SPECHT, RAYSON & JACKMAN 1958), en Afrique du Sud (VAN WILGEN 1981 ; VAN WILGEN & KRUGER 1981 ; GILL & GROVES 1984), en Floride (ABRAHAMSON 1984 ; GIVENS et al. 1984), en Californie (HANES 1970 ; MALANSON 1984) et concerne aussi bien des maquis, des garrigues, le chaparral, des landes (heathlands), des formations herbeuses ou des formations dominées par des pins. Il a été qualifié « d'autosuccession » par plusieurs des auteurs précédemment cités.

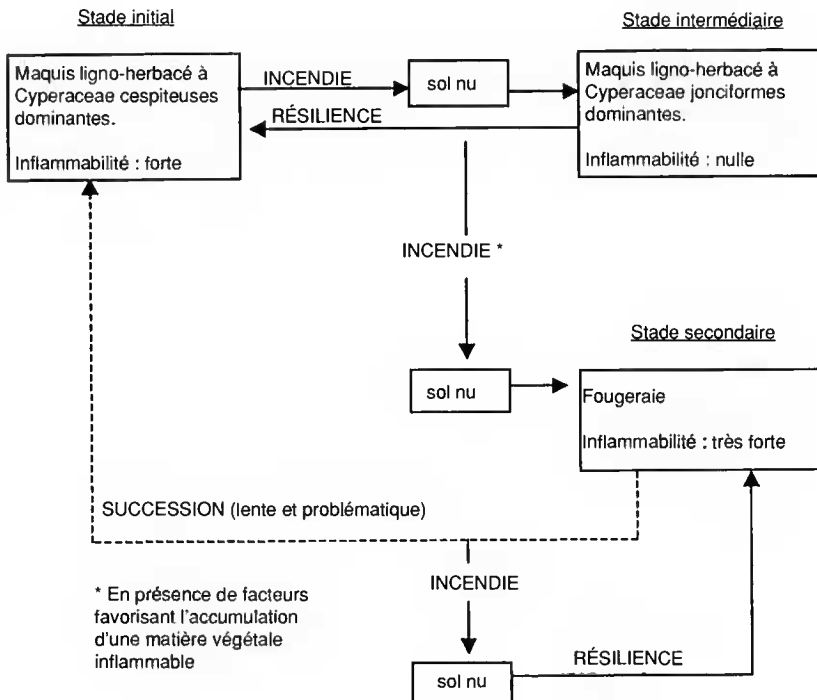


Fig. 9. — Représentation des différentes phases de l'évolution post-incendie des maquis ligno-herbacés.

Il apparaît ainsi que le maquis ligno-herbacé des terrains miniers de Nouvelle-Calédonie est une formation secondaire adaptée aux incendies. Il peut être qualifié de « maquis pyrophyte », sa destruction par le feu étant suivie par un phénomène de reconstitution, lent en raison des conditions édaphiques, mais sans changement profond du type de végétation ni de la flore. Il s'agit donc d'un processus de résilience, au sens de HOLLING (1973), qui traduit la capacité du système écologique à répondre à une perturbation par le retour au stade ayant précédé celle-ci.

Le processus étudié correspond au schéma le plus commun. Il y a lieu cependant de souligner que, parfois, de nouveaux incendies interviennent au cours des premières phases de la reconstitution. C'est notamment le cas lorsque la présence de *Pinus caribaea* entraîne localement, sous son couvert, l'accumulation d'une litière très inflammable en saison sèche. Celle-ci est formée d'aiguilles de pins et de frondes desséchées de *Pteridium esculentum* qui prolifère naturellement sous les pins. L'incendie qui survient alors entraîne la disparition de certaines composantes les plus sensibles de la flore. C'est le cas notamment de ligneux qui n'ont pas le temps nécessaire pour accumuler les réserves leur permettant de rejeter rapidement de souche, et celui des espèces qui doivent fructifier pour régénérer le potentiel séminal. Ces disparitions se font toujours au profit de *Pteridium esculentum* qui devient l'espèce dominante. On est alors en présence d'une fourraie qui apparaît comme le stade ultime de la dégradation par le feu sur sols ferrallitiques fectiques moyennement à fortement désaturés sur substrat d'origine ultramafique. Ce stade, une fois installé, « s'auto-entretient » en raison de la forte inflammabilité des frondes sèches produites chaque année.

Ces différentes phases de l'évolution post-incendie des maquis ligno-herbacés sont schématisées Figure 9.

Remerciements

Madame Evelyn FAVIÉ, ainsi que Messieurs Bernard CERNEAUX et Joseph FAVIER ont participé aux relevés de terrain. La dernière phase du travail a bénéficié d'un crédit CORDET du Ministère des DOM-TOM.

RÉFÉRENCES

- ABRAHAMSON W.G. 1984. — Post fire recovery of Florida Lake Wales Ridge vegetation. *Amer. J. Bot.* 71 : 9-21.
- BOOYSEN P. DE V. & TAINTON N.M. 1984. — *Ecological effects of fire in South African ecosystems*. Ecological Studies 48. Springer Verlag, Berlin.
- CANFIELD R.M. 1941. — Application of the line intercept method in sampling range vegetation. *J. Forest.* 39 : 388-394.
- CODY M.L. & MONEY H.A. 1978. — Convergence versus nonconvergence in mediterranean-climate ecosystems. *Annual Rev. Ecol. Syst.* 9 : 265-322.
- DAUBEMIRE R. 1969. — Ecology of fire in grasslands. *Advances Ecol. Res.* 5 : 209-266.
- EGLER F.E. 1954. — Vegetation science concepts. 1° Initial floristic composition, a factor in old field vegetation development. *Vegetatio* 4 : 412-417.
- FORGEARD F. & TOUFFET J. 1979. — Les premières phases de la recolonisation végétale après incendies dans les pelouses et les landes de la région de Painpont (Ile et Vilaine). *Bull. Soc. Bot. France* 126 : 473-485.
- GILL A.M., GROVES R.H. & NOBLE L.R. 1981. — *Fire and the Australian biota*. Australian Academy of Science, Canberra.
- GILL A.M. & GROVES R.H. 1984. — Fire regime in heathlands and their plants ecology effects, in SPECH R.L. (ed.), *Ecosystems of the world*, vol. 9 B. Heathlands and related shrublands, Analycal studies. Elsevier, Amsterdam.
- GIVENS K.T., LAYNE J.N., ABRAHAMSON W.G. & WHITE-SCHULER S.C. 1984. — Structural change and successional relationships of five Florida Lake wales Ridge plant communities. *Bull. Torrey Bot. Club* 11 : 8-18.
- GOLDAMMER J.G. 1990. — *Fire in the Tropical Biota*. Ecological Studies 84. Springer Verlag, Berlin.
- HANES T.L. 1970. — Succession after fire in the chaparral of southern California. *Ecological Monograph* 41 : 27-52.
- HOLLING C.S. 1973. — Resilience and stability of ecological systems. *Annual Rev. Ecol. Syst.* 4 : 1-23.
- HOPE G., sous presse. — Pleistocene environmental upheaval in New Caledonia. *Palaeogeogr. Palaeoclimatol. Palaeoecol.*
- JAFFRÉ T. 1980. — Végétation des roches ultrabassiques en Nouvelle-Calédonie. *Trav. Doc. O.R.S.T.O.M.* 124.
- JAFFRÉ T., MORAT Ph. & VEILLON J.M. 1994. — Dossier Nouvelle-Calédonie. La flore : Caractéristiques et composition floristique des principales formations végétales. *Bois Forêts Trop.* 242 : 7-30.
- JAFFRÉ T., VEILLON J.M., RIGAUT F. & DAGOSTINI G. 1997. — *Impact des feux de brousse sur la flore et les groupements végétaux en Nouvelle-Calédonie*. Rapport Multigr. CORDET-ORSTOM, Nouméa.

- MAC COY S., JAFFRÉ T., RIGAULT F. & ASH J.E., sous presse. — Fire and succession in the ultramafic maquis of New Caledonia. *J. Biogeogr.*
- MALANSON G.P. 1984. — Fire history and patterns of venturan subassociation of Californian coastal sage scrub. *Vegetatio* 57 : 121-128.
- MORAT Ph., JAFFRÉ T., VEILLON J.M. & MACKEE H.S. 1981. — Végétation. *Atlas de la Nouvelle-Calédonie et Dépendances*. ORSTOM, Paris (planche 15, carte et notice).
- MORAT Ph., JAFFRÉ T., VEILLON J.M. & MACKEE H.S. 1986. — Affinités floristiques et considérations sur l'origine des maquis miniers de Nouvelle-Calédonie. *Bull. Mus. Natl. Hist. Nat., B, Adansonia* 9 : 365-391.
- RIGG L.S., ENRIGHT N.J. & JAFFRÉ T., sous presse. — Stand structure of the emergent conifer *Araucaria laubenfelsii*, in maquis and rainforest, Mt Do, New Caledonia. *Austral. J. Ecol.*
- RUSSEL R.P. & PARSONS R.F. 1978. — Effects of time since fire on heath floristics at Wilson's Promontory, Southern Australia. *Austral. J. Bot.* 26 : 53-61.
- SPECHT R.L., RAYSON P. & JACKMAN M.E. 1958. — Dark island heath (Ninety-Mile Plain, South Australia) VI. Pyric succession : changes in composition, coverage, dry weight, and mineral nutrient status. *Austral. J. Bot.* 6 : 59-88.
- TRABAUD L. & LEPART J. 1981. — Changes in the floristic composition of a *Quercus coccifera* L. garrigue in relation to different fire regimes. *Vegetatio* 46 : 105-116.
- TRABAUD L. 1987. — Dynamics after fire of sclerophyllous plants communities in the mediterranean basin. *Ecol. Medit.* 13 : 25-37.
- VAN WILGEN B.W. 1981. — Some effects of fire frequency on fynbos plant community composition and structure at Jonkershoek, Stellenbosh. *South African Forest. J.* 118 : 42-55.
- VAN WILGEN B.W. & KRUGER F.J. 1981. — Observation on the effects of fire in mountain fynbos at Zachariashoek, Paarl. *J. S. African Bot.* 47 : 195-212.
- VAN WILGEN B.W., RICHARDSON D.M., KRUGER F.J. & VAN HENSBERGEN H.J. 1992. — *Fire in South African mountain fynbos*. Ecological Studies 93. Springer Verlag, Berlin.
- VIROT R. 1956. — La végétation canaque. *Mém. Mus. Natl. Hist. Nat., B, Bot.* 8.
- WHELAN R.J. 1995. — *The ecology of fire*. Studies in Ecology. Cambridge University Press.

*Manuscrit reçu le 30 décembre 1997;
version révisée acceptée le 13 février 1998.*